



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
ENGENHARIA AMBIENTAL**

MURILO GARCIA SANTOS

**DESEMPENHO DA ETE UBERABINHA NA REMOÇÃO DE FÓSFORO
TOTAL E NITROGÊNIO AMONÍACAL**

**Uberlândia
2017**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
ENGENHARIA AMBIENTAL**

MURILO GARCIA SANTOS

**DESEMPENHO DA ETE UBERABINHA NA REMOÇÃO DE FÓSFORO
TOTAL E NITROGÊNIO AMONÍACAL**

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado à banca examinadora da Universidade Federal de Uberlândia, para obtenção do grau de bacharel em Engenharia Ambiental, sob a orientação da Prof.^a Dr.^a Sueli Moura Bertolino.

**Uberlândia
2017**

MURILO GARCIA SANTOS

**DESEMPENHO DA ETE UBERABINHA NA REMOÇÃO DE FÓSFORO
TOTAL E NITROGÊNIO AMONÍACAL**

**Dissertação defendida e aprovada em, pela banca
examinadora constituída pelos membros:**

Prof. Dr^a. Sueli M. Bertolino
Universidade Federal de Uberlândia

Prof^a. Dr^a Maria Rita Raimundo e Almeida
Universidade Federal de Uberlândia

Mestrando Gustavo Ragassi de Assis Couto
Universidade Federal de Uberlândia

Uberlândia, ____ de _____ de 20__.

RESUMO

Sabe-se que a falta de saneamento no Brasil é uma realidade de muitas cidades e um grande problema que vem sendo discutido pelas autoridades ao longo dos anos.

Nesse sentido, este estudo tem por finalidade verificar a eficiência de uma estação de tratamento de efluentes domésticos e industriais da cidade de Uberlândia (ETE Uberabinha) no que diz respeito aos parâmetros fósforo total e nitrogênio amoniacal, apresentando a origem desses elementos, suas funções e os prejuízos que oferecem para a saúde humana e para o meio ambiente.

As análises dos referidos parâmetros foram realizadas no laboratório próprio do Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE), autarquia responsável pelo saneamento da cidade, que mediante a aprovação da gerência, cedeu o banco de dados para o presente trabalho.

No tratamento de efluente realizado pelo DMAE, os nutrientes são removidos no tratamento terciário da ETE, através do método de flotação por ar dissolvido (FAD), que promove a ascensão das partículas com o auxílio da ingestão de coagulante químico (Policloreto de Alumínio) e microbolhas de ar, tornando-as menos densa que a água, proporcionando sua rápida remoção na parte superior da unidade de flotação.

Utilizando-se do método mencionado, a estação apresentou uma eficiência média de remoção muito maior para o fósforo do que para o nitrogênio, 71,19% e 1,05%, respectivamente, mostrando muitas vezes um certo acúmulo de nitrogênio no efluente do reator.

Ocorre que, mesmo a ETE Uberabinha apresentando baixa eficiência na remoção do nitrogênio, ao analisar *rankings* de saneamento em grandes cidades do Brasil, Uberlândia sempre pertenceu ao topo da lista. Diante disso, vê-se que, se por um lado, o serviço oferecido pelo DMAE é, de certa forma, bastante satisfatório, comparado às demais cidades brasileiras, por outro, questiona-se os parâmetros levados em consideração para qualificar o saneamento.

ABSTRACT

It is known that the lack of sanitation in Brazil is a reality of many cities and a wide problem that has been discussed by the authorities over the years.

In this sense, the purpose of this study is to verify the efficiency of a domestic and industrial sewage treatment station in the city of Uberlandia (STS *Uberabinha*) concerning to the parameters total phosphorus and ammoniacal nitrogen, presenting the origin of these elements, their functions and the losses they offer to human health and to the environment.

The analyzes of these parameters were performed in the own laboratory of the Municipal Department of Water and Sewage (DMAE), the city's sanitation authority, which through the approval of the management, provided the data bank to the present study.

In the effluent treatment carried out by DMAE, the nutrients are removed in the tertiary treatment of the STS, through the flotation method (DAF), which promotes the rise of the particles with the aid of the intake of chemical coagulant (Aluminum Polychloride) and air microbubbles, making them less dense than water, providing for their rapid removal at the top of the flotation unit.

Using the mentioned method, the station had a much higher average removal efficiency for the phosphorus than for the nitrogen, 71.19% and 1.05%, respectively, showing sometimes a certain amount of nitrogen accumulation in the reactor effluent.

It occurs that, even the STS *Uberabinha* presenting low efficiency in the removal of nitrogen, when analyzed sanitation rankings in large Brazilian cities, Uberlandia has always been at the top of the list. In view of this, it can be seen if on the one hand, the service offered by DMAE is somewhat satisfactory, compared to others Brazilian cities, on the other, the parameters taken into consideration in qualifying sanitation are questionable.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	6
2. OBJETIVOS	8
2.1. Objetivo geral	8
2.2. Objetivos específicos	8
3. Revisão bibliográfica	9
3.1. Fósforo	9
3.1.1. Remoção do Fósforo	10
3.2. Nitrogênio	11
3.2.1. Amonificação	12
3.2.2. Fixação biológica do nitrogênio	13
3.2.3. Nitrificação	14
3.2.4. Desnitrificação	15
3.2.5. Oxidação anaeróbia da amônia	15
3.2.6. Remoção de Nitrogênio	15
3.3. Processos de remoção de N e P em sistemas de tratamento de efluentes ..	17
4. MATERIAIS E MÉTODOS	20
4.1. Área de estudo	20
4.2. Métodos	24
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
5.1. Remoção de Fósforo	25
5.2. Remoção do Nitrogênio	26
6. CONCLUSÃO	30
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	33

1. INTRODUÇÃO

Uma pesquisa realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), publicada em 2012, mostra que a falta de saneamento é um dos maiores problemas do país, pois grande quantidade de esgoto não tratado é lançada em rios, lagos e represas, ameaçando, assim, a saúde da população e a preservação do meio ambiente.

Das 100 maiores cidades brasileiras, apenas 10 tratam acima de 80% de seus esgotos. A região Norte, apresenta o pior cenário nacional, com apenas 16,42% de esgoto tratado, o Nordeste com 32,11%, Sudeste 47,39%, Sul 41,43% e Centro-Oeste com 50,22% mostrando-se a região com melhor desempenho. Apesar disso, a média de esgoto tratado não atinge nem a metade da população. Em termos de volume, as capitais brasileiras lançaram 1,2 bilhão de m³ de esgoto na natureza em 2013 (TRATA BRASIL).

Em Uberlândia, a fim de se obter uma cidade cada vez mais desenvolvida e com saneamento de ponta, o Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE) revolucionou e modernizou o sistema de esgotamento sanitário de Uberlândia/MG, através do Programa de Despoluição do Rio Uberabinha, principal manancial que abastece a cidade com seus 2000km² de área total, 49 afluentes e com sua nascente no município de Uberaba/MG, à cerca de 96km ao sul da cidade de Uberlândia, próximo ao distrito de Tapuirama (DMAE, 2011).

No projeto de despoluição foram implantados 135km de coletores, interceptores e emissários de esgoto, além da construção da Estação de Tratamento de Esgoto – ETE Uberabinha, o que permitiu ao município coletar 98% do total do esgoto produzido, incluindo os distritos Miraporanga, Tapuirama, Martinésia, Ipanema, Aclimação, Cruzeiro dos Peixotos e a zona rural, bem como tratar cerca de 2.700.000m³ de esgoto por mês, divididos em 95% na ETE Uberabinha e os outros 5% nas estações menores localizadas nos distritos (DMAE, 2011).

No que tange os efluentes não domésticos, a fim de garantir que estivessem em condições ideais de serem recebidos pelo sistema público de coleta e tratamento de esgoto, o DMAE criou em 2007 o Programa de Monitoramento de Efluentes Não Domésticos – o PREMEND – que desde então, reduziu em mais de 50% a carga poluidora recebida na ETE Uberabinha.

Dispondo sobre o mencionado programa, a municipalidade editou o Decreto nº 13.481, de 22 de junho de 2011, que passou a deliberar sobre a atuação das empresas de forma a evitar que o efluente não doméstico dos estabelecimentos não causasse danos ao sistema público de esgotamento sanitário, à saúde dos operadores e à população de Uberlândia (DMAE, 2011).

Regulamentando a temática dos efluentes domésticos, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução nº 357, em 17 de março de 2005, dispôs sobre a classificação dos corpos receptores, as diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabeleceu as condições e os padrões de lançamento de efluentes, entre outras providências.

Nesse sentido, considerando que o presente estudo objetiva a análise do Fósforo Total, tem-se que segundo essa Resolução, os padrões de qualidade da água, para o referido nutriente, em corpos receptores de ambientes lóticos (águas moventes), é menor que 0,1mg/L para águas doces classe 1 e 2 e menor que 0,15mg/L para classe 3. Já para o parâmetro Nitrogênio Amoniacal, estabeleceu-se o valor de 3,7mg/L para águas doces classe 1 e 2 e 13,3mg/L para classe 3 (CONAMA, 2005).

Porém, em maio de 2011, o CONAMA instituiu a Resolução nº 430, que complementou e alterou a Resolução nº 357/2005, especificamente ao revogar o Capítulo IV e os artigos 39, 43, 44 e 46, impondo novas condições e padrões – questionáveis quanto à melhoria do meio ambiente – para o lançamento de efluentes domésticos e industriais.

Em se tratando do parâmetro Nitrogênio Amoniacal, a Resolução nº 430/2011 passou a exigir o limite de 20mg/L apenas para efluentes industriais, ou seja, para o setor privado, ficando fora desta meta os sistemas de tratamento de efluentes sanitários, sob a responsabilidade do setor público. Para o Fósforo Total estabeleceu-se que o órgão ambiental competente poderá definir padrões específicos no caso de lançamento em corpos receptores com registro histórico de floração de cianobactérias, em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público (CONAMA, 2011).

Dentre os nutrientes encontrados em efluentes, o fósforo e o nitrogênio são de fundamental importância ambiental, em virtude de ser indispensável ao crescimento e reprodução de microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. O lançamento desses elementos em rios, lagos ou estuários pode desencadear o crescimento exacerbado de organismos autotróficos, dentre eles as algas e as

macrófitas aquáticas, num processo chamado de eutrofização, com consequências deletérias à qualidade das águas (ASSUNÇÃO, 2009)

Ademais, vislumbra-se que o Brasil, em grande parte das ETEs, prevalece processos convencionais de tratamento de esgoto, como as lagoas de estabilização e sistemas de lodos ativados, que visam a remoção de compostos orgânicos, não sendo otimizados para a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), gerando efluentes com elevadas cargas de compostos nitrogenados, os quais são lançados diretamente nos corpos d'água. Mesmo em sistemas contendo o tratamento terciário, nos quais objetiva-se à remoção de carga orgânica remanescente e nutrientes, ainda existe a preocupação quanto à eficiência total do sistema, a fim de garantir os padrões estabelecidos pelas legislações, no corpo receptor.

Nesse contexto, o presente trabalho tem como principal proposta quantificar e qualificar o processo de remoção dos parâmetros fósforo total e nitrogênio amoniacal do sistema de tratamento desempenhado pela ETE Uberabinha.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar a eficiência do tratamento da ETE Uberabinha em relação a remoção de fósforo total e nitrogênio na forma amoniacal do esgoto bruto.

2.2. Objetivos específicos

2.2.1. Avaliar se o método de flotação por ar dissolvido está satisfatório tanto para o fósforo, quanto para o nitrogênio.

2.2.2. Avaliar as concentrações e as eficiências de remoção dos compostos fósforo e nitrogênio nas diferentes unidades de processo do sistema de tratamento da ETE Uberabinha.

2.2.3. Comparar o desempenho da remoção dos nutrientes com outros sistemas de tratamento.

2.2.4. Verificar se as concentrações finais de fósforo e nitrogênio atendem aos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Fósforo

O fósforo é um elemento indispensável para um sistema de tratamento de esgoto funcionar, pois microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, só conseguem crescer e se reproduzir com a presença dele (SPERLING, 2005). Porém, a abundância do mesmo nos corpos receptores, pode desencadear um processo de significativo impacto ambiental, a eutrofização, onde algas e outras plantas aquáticas de superfície se veem munidas de nutrientes e se multiplicam ininterruptamente, criando uma camada espessa na superfície que bloqueia a entrada de luz na água, promovendo a morte de outros organismos mais profundos que realizam fotossíntese, o aumento de bactérias aeróbias decompositoras e a mortandade de peixes e outros organismos que consomem oxigênio (ROCHA, 2009). Tal situação pode acarretar a diminuição da quantidade e da qualidade das águas, a perda da capacidade de sustentabilidade do sistema, com consequente aumento do nível de toxicidade e deterioração da saúde humana e inviabilizar diversos usos, comprometendo, inclusive, o abastecimento público (ROCHA, 2009).

Para a saúde humana, o fósforo tem um papel muito importante, pois faz parte das moléculas de DNA e RNA, é indispensável à multiplicação celular e à formação da molécula de energia (ATP), é componente dos ossos, dentes e membranas celulares, auxilia como cofator de sistemas enzimáticos no metabolismo, entre outras funções, porém o seu excesso pode levar à uma diminuição da absorção de cálcio do organismo e aumento da liberação de cálcio nos ossos, agravando assim, o risco de osteoporose (CARVALHO, 2005).

Nos esgotos domésticos, o fósforo se apresenta predominantemente na forma de compostos orgânicos, ligados a certos aminoácidos (proteínas) ou de composto minerais (inorgânicos), principalmente ortofosfatos e polifosfatos, que tem origem em produtos sintetizados, como por exemplo o sabão em pó. O grande problema são alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, frigoríficos, laticínios, conservas alimentícias, abatedouros e químicas em geral, por apresentarem quantidades excessivas de fósforo (GONÇALVES, 2009).

Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples e quando combinados com cátions, formam sais inorgânicos nas águas. As formas em que eles se apresentam dependem do pH do ambiente no qual estão inseridos. Os polifosfatos ou fosfatos condensados são polímeros de ortofosfatos, porém essa forma não apresente grande relevância, porque sofrem hidrólise se convertendo rapidamente em ortofosfatos nas águas naturais (GONÇALVES, 2009).

O ciclo do fósforo em sistemas aquáticos se inicia pela absorção do fosfato iônico e de algumas formas orgânicas pelo fitoplâncton e macrófitas aquáticas; em seguida o zooplâncton e pequenos peixes se alimentam do fitoplâncton, fazendo com que suas excreções sejam ricas em fosfato. Há então uma liberação para a coluna d'água do fosfato contido na biomassa do fitoplâncton, macrófitas aquáticas, zooplâncton, nécton e bentos, após a morte dos mesmos, precipitando parte desse fósforo nos sedimentos, que por sua vez, liberarão fosfato novamente para o ambiente (CARVALHO, 2005).

3.1.1. Remoção do Fósforo

Em relação aos processos biológicos aeróbios de remoção de fósforo, obrigatoriamente requerem a incorporação de fósforo à biomassa, de acordo com a relação $DBO_5:P$ em torno de 100:1, porém esta incorporação não é suficiente para reduzir a concentração de fósforo para baixos valores, adequados ao lançamento em corpos de água lânticos. Neste sentido, a remoção complementar é necessária, sendo as tecnologias disponíveis para este fim baseadas em processos biológicos, ou na remoção físico-química (MOTA e SPERLING, 2009).

A precipitação química do fósforo presente no esgoto sanitário envolve, tipicamente, a adição de cal ou de sais metálicos de alumínio ou ferro (III) à fase líquida que, ao reagirem com o ortofosfato solúvel, produzem precipitados de sais insolúveis de fosfato. Já o fósforo orgânico e polifosfatos são removidos por meio de reações mais complexas e por adsorção aos flocos particulados. O fósforo insolúvel combinado aos sólidos em suspensão e a matéria orgânica são removidos do sistema na forma de lodo primário, secundário e/ou terciário. A precipitação química permite a obtenção de efluentes com concentração de fósforo de até 0,1mg/L (MOTA e SPERLING, 2009).

Na tabela 1, são apresentados alguns sistemas de tratamento e suas respectivas eficiências de remoção para o fósforo presente em esgotos domésticos:

Tabela 1 - Concentrações efluentes e eficiências de remoção de P típicas no tratamento de esgotos domésticos.

Tipo de Tratamento	Sistema	Qualidade média do efluente P total (mg/L)	Eficiência média de remoção P total (%)
Reatores anaeróbios	Tanque séptico + filtro anaeróbio	> 4	< 35
	Tanque séptico + infiltração	< 4	> 50
	Reator UASB	> 4	< 35
	UASB + lodos ativados	> 4	< 35
	UASB + biofiltro aerado submerso	> 4	< 35
	UASB + filtro anaeróbio	> 4	< 35
	UASB + filtro biológico percolador de alta carga	> 4	< 35
	UASB + flotação por ar dissolvido	1-2	75-88
	UASB + lagoas de polimento	< 4	> 50
	UASB + lagoa aerada facultativa	> 4	< 35
	UASB + lagoa aerada mist. compl. + lagoa decantação	> 4	< 35
	UASB + escoamento superficial	> 4	< 35
Lodos ativados	Lodos ativados convencional	> 4	< 35
	Lodos ativados - aeração prolongada	> 4	< 35
	Lodos ativados - batelada (aeração prolongada)	> 4	< 35
	Lodos ativados convenc. com remoção biológica de N	> 4	< 35
	Lodos ativados convenc. com remoção biológica de N/P	1-2	75-88
	Lodos ativados convencional + filtração terciária	3-4	50-60
Reatores aeróbios com biofilmes	Filtro biológico percolador de baixa carga	> 4	< 35
	Filtro biológico percolador de alta carga	> 4	< 35
	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	> 4	< 35
	Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	> 4	< 35
	Biodisco	> 4	< 35

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy, 2016.

3.2. Nitrogênio

Assim como o fósforo, o nitrogênio também é um importantíssimo nutriente para os micro-organismos responsáveis pelo tratamento de esgoto e sua presença nele se dá

por meio da matéria orgânica oriunda de excrementos humanos e animais, despejos de indústrias químicas em geral, fertilizantes, adubos, etc (SPERLING, 2005).

O nitrogênio pode ser encontrado no meio aquático nas seguintes formas: nitrogênio molecular (N_2), escapando para a atmosfera; nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão); nitrogênio amoniacal, como amônia (NH_3) e o íon amônio (NH_4^+); nitrito (NO_2^-); e nitrato (NO_3^-) (SPERLING, 2005). Nos animais e vegetais, a forma orgânica predomina, mas em contato com a água, rapidamente é transformado na sua forma amoniacal. O nitrato (proveniente dos dejetos humanos) é a principal forma encontrada na água e seus altos valores demonstram condições sanitárias impróprias. O nitrito é encontrado em pequenas quantidades, pois é bastante instável na presença de oxigênio e a sua presença indica processo biológico ativo influenciado por poluição orgânica (GONÇALVES, 2009).

Os compostos de nitrogênio, por sua vez, podem ser modificados no ambiente aquático em diversas espécies com diferentes níveis de oxidação. Essas transformações podem ser mediadas por uma gama de organismos aeróbios, anaeróbios, anóxicos ou mesmo por processos químicos. As principais transformações ocorridas no ambiente aquático são descritas a seguir.

3.2.1. Amonificação

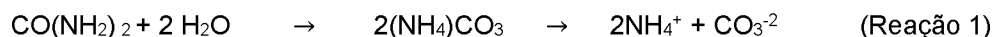
O nitrogênio amoniacal é a forma mais reduzida do nitrogênio, além de ser o primeiro composto a ser produzido na digestão da matéria orgânica, num processo chamado de amonificação ou mineralização.

Através de peptidases extracelulares, microrganismos heterotróficos causam a quebra de proteínas, fazendo com que peptídeos e aminoácidos sejam liberados. Esse processo é realizado por inúmeros grupos de bactérias e fungos, como alternativa para obtenção de energia (NELSON e COX, 2000).

Os peptídeos e aminoácidos produzidos no processo são transportados para o interior das células microbianas, onde sofrem o ataque de amonificadores com produção de amônia e compostos intermediários, como álcoois, aldeídos e ácidos orgânicos, que são agregados no metabolismo energético dos decompositores. Nos microrganismos aeróbios isso se dá por meio do ciclo dos ácidos tricarboxílicos e nos anaeróbios por meio da desaminação e fermentação. A amonificação ocorre por meio de diferentes

reações de desaminação (desaminação hidrolítica, desaminação oxidativa, desaminação redutiva e desaminação dessaturativa) (NELSON e COX, 2000).

A molécula de ureia, presente nos resíduos animais e excreções vegetais e microbianas, contém o nitrogênio na forma orgânica (amídica). Sua mineralização acontece através da hidrólise da ureia que é catalisada pela enzima urease ($2(\text{NH}_4) \text{CO}_3$) produzindo o íon amônio (NH_4^+), conforme exemplificado na Reação 1.

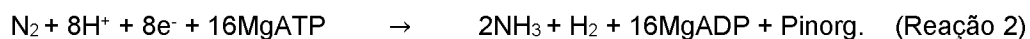


Parte do nitrogênio amoniacal produzido será assimilado pelos microrganismos, isto é, sofrerá aminação e constituirá uma nova proteína. A porção do nitrogênio amoniacal que não é assimilada é excretada para o meio externo onde será convertida no íon amônio que pode ser convertido em NO_2^- e NO_3^- por meio de um processo de oxidação biológica, chamado de nitrificação (GONÇALVES, 2009).

3.2.2. *Fixação biológica do nitrogênio*

Alguns microrganismos, como bactérias, cianobactérias e actinomicetos, têm a capacidade de fazer redução enzimática do N_2 pela fixação biológica de nitrogênio (FBN). Esses microrganismos podem viver livres no solo ou na água, na superfície das raízes e folhas das plantas, nos intestinos dos animais, ocupar espaços inter ou intracelulares ou em estruturas especiais causadas por mudanças morfológicas e fisiológicas nas plantas, como por exemplo os nódulos nas leguminosas (ASSUNÇÃO, 2009).

Em todos os sistemas de FBN conhecidos a fixação ocorre com a participação do complexo enzimático denominado nitrogenase, que possui dois componentes. Um componente é uma Fe-Mo-proteína, denominado dinitrogenase, onde o N_2 é reduzido de fato. O outro componente é uma Fe-proteína, denominada dinitrogenase redutase, que tem por função fornecer elétrons para o outro componente. A dinitrogenase redutase associa-se a duas moléculas de MgATP, que durante o processo de fixação são hidrolisadas em duas moléculas de MgADP e duas de fósforo inorgânico (Pi), conforme mostrado na Reação 2 abaixo (NELSON e COX, 2000):

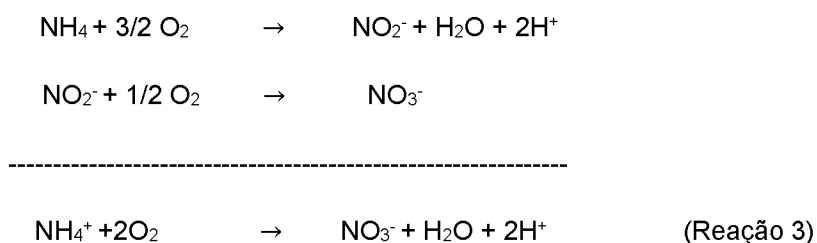


As cianobactérias são as principais responsáveis pela fixação biológica de nitrogênio no ecossistema aquático, entretanto, as taxas de fixação são elevadas apenas quando

estes microrganismos se apresentam com crescimento predominante em relação aos demais organismos planctônicos (ASSUNÇÃO, 2009).

3.2.3. Nitrificação

Quando o nitrogênio se apresenta na forma de íon amônio, pode sofrer uma oxidação biológica (nitrificação), que ocorre em condições aeróbias, e se converter em nitrito e, posteriormente, em nitrato, absorvido pelas plantas ou utilizado por organismos heterotróficos, como indicado na Reação 3 (GONÇALVES, 2009).



Os principais microrganismos responsáveis pela transformação do nitrogênio são bactérias como as do gênero *Nitrosomonas*, que convertem a amônia a nitrito, e do gênero *Nitrobacter*, que convertem o nitrito a nitrato (MOTA e SPERLING, 2009). O crescimento das *Nitrosomonas* é limitado pela concentração de amônio, enquanto que o crescimento das *Nitrobacter* é limitado pela concentração de nitrito. No entanto, a taxa de crescimento dos microrganismos nitrificantes, principalmente as do gênero *Nitrosomonas*, é bem lenta (ASSUNÇÃO, 2009).

Como processo de nitrificação implica no consumo de oxigênio dissolvido no meio, o que pode afetar a vida aquática. Por sua vez, o nitrato está associado a uma doença, que atinge principalmente crianças, chamada metahemoglobinemia, popularmente conhecida como síndrome do bebê azul, que se caracteriza pela falta de ar devido à substituição do oxigênio transportado pela hemoglobina, pelo nitrito originário do nitrato, presente em águas de abastecimento. O lançamento excessivo do nitrogênio nos cursos d'água pode desencadear outros impactos, entre os eles o processo de eutrofização, pois assim como o fósforo, também é um nutriente indispensável para a reprodução de algas, e quando

lançado na forma de amônia, torna-se estritamente tóxico aos peixes (SAWYER, MCCARTY e PARKIN, 1994).

3.2.4. Desnitrificação

A desnitrificação é a redução biológica do nitrato sob condições anóxicas (ou de baixa pressão de oxigênio), tendo-se material orgânico como redutor (MOTA e SPERLING, 2009). Ela é realizada por microrganismos desnitrificantes heterotróficos que em sua maioria são anaeróbios facultativos, ou seja, usam preferencialmente o oxigênio como aceptor de elétrons, mas também podem utilizar outros compostos oxidados como substitutos. Estes organismos anaeróbios facultativos envolvidos na decomposição de matéria orgânica têm a capacidade de utilizar NO_3^- e NO_2^- como aceptores de elétrons, resultando na liberação de N_2 e óxido nitroso para atmosfera, conforme indicado na Reação 4 (ASSUNÇÃO, 2009).



3.2.5. Oxidação anaeróbia da amônia

O processo de oxidação anaeróbia combina os íons nitrito e amônio com formação direta de N_2 sem a necessidade de carbono orgânico como doador de elétrons.

Nesse mecanismo, bactérias ANAMMOX reduzem nitrito a hidroxilamina (NH_2OH), e posteriormente a hidroxilamina e o íon amônio são condensados a hidrazina (N_2H_4) e água. A hidrazina é então oxidada a nitrogênio gasoso e os elétrons são utilizados para reduzir a próxima molécula de nitrito, como mostra a Reação 5 (ASSUNÇÃO, 2009).



A reação apresenta potencial liberação de energia indicando, portanto, viabilidade energética e possibilidade de utilização desta energia para crescimento das bactérias autotróficas (ASSUNÇÃO, 2009).

3.2.6. Remoção de Nitrogênio

As formas predominantes nos esgotos domésticos brutos são o nitrogênio orgânico (grupos aminas) e amônia. A amônia tem sua origem na ureia, sendo rapidamente hidrolisada e raramente quantificada no esgoto bruto. Estas duas formas de nitrogênio encontradas no esgoto bruto são determinadas em laboratório pelo método Kjeldahl, constituindo o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). O NTK ainda é dividido em fração solúvel

(denominada pela amônia) e fração particulada (associada aos sólidos suspensos orgânicos) (SPERLING, 2007).

Considerando as duas formas predominantes de nitrogênio nos esgotos brutos (orgânico e amoniacal) os seguintes processos relevantes de conversão da matéria nitrogenada em sistemas de tratamento de esgotos são: i) amonificação (item 3.2.1); ii) Oxidação da matéria orgânica nitrogenada, nitrificação (item 3.2.3); iii) Desnitrificação (item 3.2.4).

Na amonificação a quantidade de nitrogênio (NTK) não é alterada na massa líquida, não havendo consumo de oxigênio, sendo assim, um processo que se observa em sistemas com unidades de tratamento anaeróbio (reator UASB). No final do processo a forma de nitrogênio predominante é a amoniacal. A remoção biológica de nitrogênio pode ocorrer pelos processos nitrificação/desnitrificação. No primeiro processo em reatores aeróbios ocorre a conversão satisfatória de amônia a nitrato (nitrificação), porém ocorre apenas uma conversão da forma de nitrogênio e não sua remoção. O segundo processo, desnitrificação, é alcançado em condições de ausência de oxigênio, mas na presença de nitratos. Nestas condições, bactérias utilizam nitrato no seu processo respiratório convertendo-o a nitrogênio gasoso, que escapa para a atmosfera (lodos ativados, biofiltros aerados, etc.) (MOTA e SPERLING, 2009).

Na tabela 2 abaixo, são apresentados alguns sistemas de tratamento e suas respectivas eficiências de remoção para o nitrogênio presente em esgotos domésticos:

Tabela 2 - Concentrações efluentes e eficiências de remoção de N típicas no tratamento de esgotos domésticos.

Tipo de Tratamento	Sistema	Qualidade média do efluente N-amon. (mg/L)	Eficiência média de remoção N-amon. (%)
Reatores anaeróbios	Tanque séptico + filtro anaeróbio	> 15	< 45
	Tanque séptico + infiltração	< 10	> 65
	Reator UASB	> 15	< 50
	UASB + lodos ativados	5-15	50-85
	UASB + biofiltro aerado submerso	5-15	50-85
	UASB + filtro anaeróbio	> 15	< 50
	UASB + filtro biológico percolador de alta carga	> 15	< 50
	UASB + flotação por ar dissolvido	> 20	< 30
	UASB + lagoas de polimento	10-15	50-65
	UASB + lagoa aerada facultativa	> 20	< 30
	UASB + lagoa aerada mist. compl. + lagoa decantação	> 20	< 30
	UASB + escoamento superficial	10-20	35-65
Lodos ativados	Lodos ativados convencional	< 5	> 80
	Lodos ativados - aeração prolongada	< 5	> 80
	Lodos ativados - batelada (aeração prolongada)	< 5	> 80
	Lodos ativados convenc. com remoção biológica de N	< 5	> 80
	Lodos ativados convenc. com remoção biológica de N/P	< 5	> 80
	Lodos ativados convencional + filtração terciária	< 5	> 80
Reatores aeróbios com biofilmes	Filtro biológico percolador de baixa carga	5-10	65-85
	Filtro biológico percolador de alta carga	> 15	< 50
	Biofiltro aerado submerso com nitrificação	< 5	> 80
	Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N	< 5	> 80
	Biodisco	5-10	65-85

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy, 2016.

3.3. Processos de remoção de N e P em sistemas de tratamento de efluentes

A remoção de nutrientes do efluente na ETE Uberabinha se dá através de um processo chamado de flotação por ar dissolvido (FAD). Neste caso, no líquido contido em uma câmara pressurizada é promovida a supersaturação de ar, de forma que ele libere microbolhas quando posteriormente submetido à pressão atmosférica. Estas bolhas combinadas aos sólidos em suspensão, resultam em um agregado com densidade menor que a da água, permitindo o procedimento de empuxo e arraste das partículas em suspensão para a superfície do líquido, sendo assim facilmente removidas. Esse processo tem como resultado produção de lodo com elevado teor de sólidos, possibilidade de arraste de parcela de substâncias voláteis porventura presentes na água, possibilidade de oxidação de íons metálicos dissolvidos na água, além de constituir processo de alta taxa, resultando em unidades compactas e versáteis, que

possibilitam bom nível de controle operacional através do monitoramento da quantidade de ar fornecida ao processo (PENETRA, 1998).

É bastante comum encontrar em outras estações de tratamento de efluentes a remoção biológica do nitrogênio, pelos processos sequenciais de nitrificação e desnitrificação. Na nitrificação, as bactérias autotróficas mediam a oxidação de amônia para nitrito e, principalmente nitrato. Este processo requer a presença de oxigênio dissolvido e, portanto, só é possível em ambiente aeróbio, não sendo usual na ETE Uberabinha. Na desnitrificação o nitrato, ou o nitrito, é reduzido para nitrogênio molecular, tendo-se matéria orgânica como redutor da reação e bactérias heterotróficas mediando o processo, que se desprende como gás da fase líquida (MOTA e SPERLING, 2009).

Além dos processos biológicos para remoção do nitrogênio, pode-se analisar grande eficiência também nos processos físico-químicos, como por exemplo por arraste de ar e por cloração. Segundo Mota e Sperling (2009), quando se obtém pH em torno de 11, a forma gasosa da amônia se predomina no efluente sendo removida por agitação na presença de ar atmosférico. A quantidade de ar requerida para a remoção de amônia do efluente é influenciada principalmente pela temperatura, analisando uma eficiência de até 90% a 20°C para uma vazão de 2,5m³/L de afluente e taxa de aplicação superficial de 120L/m².min. Já no processo de cloração, o cloro adicionado à água resultará no ácido hipocloroso, que por ser um oxidante extremamente ativo, ele reage rapidamente com a amônia formando cloraminas. Essas cloraminas, a partir de uma dosagem de cloro reagirão entre si, formando nitrogênio gasoso e óxido nitroso (METCALF e EDDY, 1991).

Embora o processo de cloração se mostre vantajoso em termos de eficiência de remoção de nitrogênio (de 80 a 95%), juntamente com a possibilidade de desinfecção dos efluentes domésticos, há uma grande preocupação devido à possibilidade de geração de subprodutos carcinogênicos (cancerígenos), tais como os organoclorados (ASSUNÇÃO, 2009).

Um estudo com o objetivo de otimizar o tratamento de efluentes de uma indústria de embalagens de papel, o qual seu processo utilizado é o de lodos ativados, apresentou uma eficiência de aproximadamente 60% tanto para nitrogênio amoniacal, quanto para fósforo total. As modificações operacionais realizadas foram limpezas das caixas de gordura, redução da geração de óleos e graxas nos pontos de geração. As modificações

no processo da ETE foram a implementação da equalização da vazão de alimentação do tanque de aeração, adição de hipoclorito de sódio na entrada do sedimentador secundário, adição de ácido fosfórico para equilibrar a relação entre nutrientes e DBO5 e a manutenção de uma concentração e idade do lodo constante durante o processo (BEAL, MONTEGGIA e GIUSTINA, 2006).

Também com o objetivo de avaliar a eficiência de tratamento, foi feito um trabalho baseado na ETE Alegria em Teresina/PI. Essa estação adota a tecnologia das lagoas de estabilização, pois devido ao clima quente e à elevada insolação da região, é o sistema que apresentou melhores resultados a um baixo custo operacional. A lagoa de estabilização, que é composta por uma lagoa facultativa aerada, uma lagoa facultativa convencional e uma lagoa de maturação, alcançou a eficiência de 43% na remoção de nitrogênio amoniacal e 41% para fósforo total. Os trabalhos foram desenvolvidos por meio de pesquisa bibliográfica sobre estações de tratamento de esgoto, objetivando o embasamento teórico necessário para melhor dissertação sobre o assunto. Além do que, a concessionária de Água e Esgoto do Piauí (AGESPISA) forneceu os dados da série histórica de parâmetros físico-químicos e biológicos do esgoto tratado para análise. Comparando esses dados com as resoluções vigentes do CONAMA foi possível analisar e identificar as deficiências do tratamento, juntamente com as suas não conformidades (PIRES, SILVA e MONTEIRO, 2015).

Com o intuito de otimizar o tratamento de dejetos de suínos, uma pesquisa realizada por professores da Universidade Federal de Santa Catarina e um pesquisador da EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), apresentou uma eficiência de 90% para nitrogênio amoniacal e 96% para fósforo total. O sistema adotado nessa estação foi o de lagoa de estabilização, a qual era amparada por um decantador de palhetas, duas lagoas anaeróbias, uma facultativa e uma de aguapés. Os dejetos das instalações suícolas eram transportadas até o equalizador, através de uma bomba submersa fazia-se a homogeneização e eram conduzidos ao sistema de tratamento por gravidade, passando antes pelo decantador. As coletas das amostras foram efetuadas semanalmente nos afluentes e efluentes do decantador e de cada lagoa ao longo dela. De cada amostra foram determinados os seguintes parâmetros: pH, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis, DBO, DQO, nitrogênio total, fósforo total, coliformes fecais e temperatura, de acordo com os métodos estabelecidos pelo "*Standard Methods*" (COSTA, MEDRI e PERDOMO, 1997).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

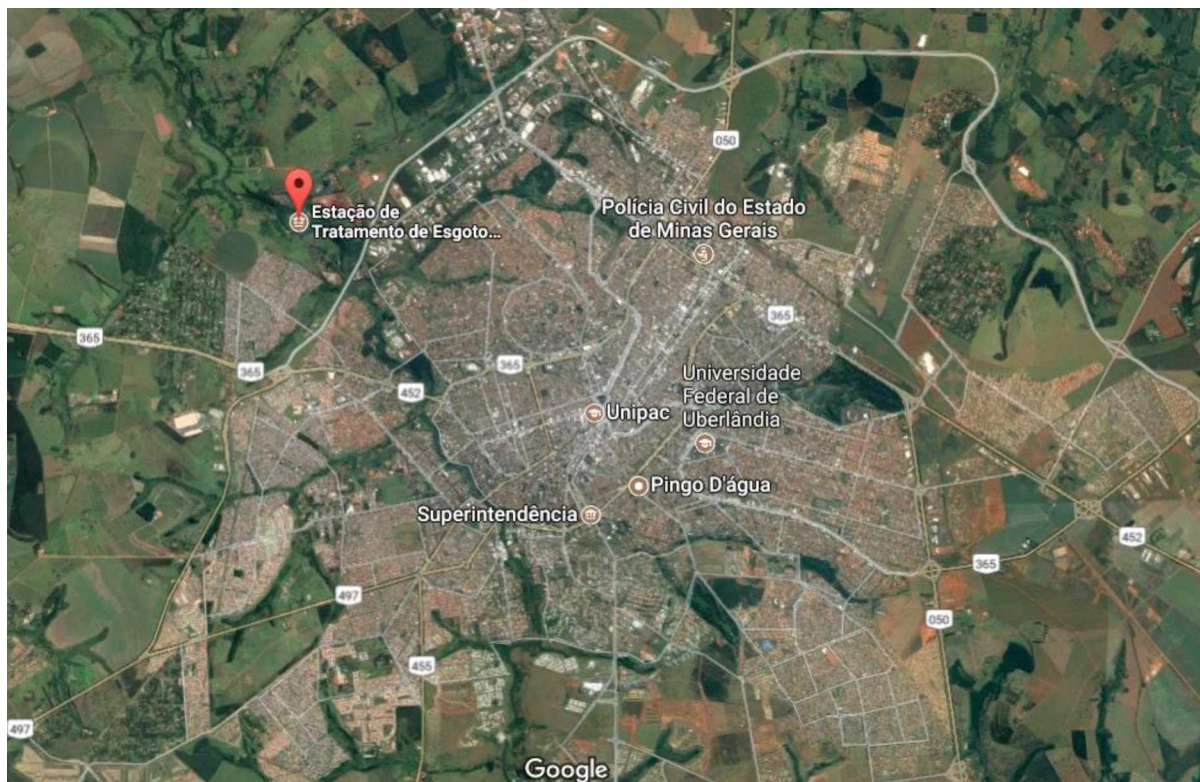


Figura 1 - Município de Uberlândia (Fonte: Google)



Figura 2 - ETE Uberabinha (Fonte: Google)

A ETE em estudo está localizada no Distrito Industrial de Uberlândia, às margens do Rio Uberabinha e o sistema adotado para o tratamento conta com três etapas, que devido à qualidade do esgoto da cidade, foi o método que apresentou melhores resultados de

remoção. Na primeira etapa (Tratamento Preliminar), o esgoto chega à estação e recebe um tratamento físico, passando por grades grossas de limpeza manual, seguindo para outras duas grades mecanizadas com espaçamentos menores, para a remoção de sólidos grosseiros (Ex: animais mortos, galhos, folhas, alimentos, embalagens, etc.). Após passar pelo medidor de vazão (Calha Parshall), o efluente entra nos desarenadores mecanizados, onde maior parte da areia presente nele é decantada resultando um esgoto predominantemente líquido (Tratamento Primário). Atualmente, são removidas cerca de 2 toneladas/dia de subprodutos nesta etapa, para uma vazão média de $1\text{m}^3/\text{s}$, que é direcionada para o Aterro Sanitário da cidade de Uberlândia. Na segunda fase (Tratamento Secundário) do tratamento, os Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente (RAFA) entram em ação reduzindo a matéria orgânica contida nos esgotos, transformando-a em lodo digerido e biogás. O lodo posteriormente será centrifugado e coagulado com a adição de polímeros, reduzindo assim o teor de umidade do mesmo para facilitar o seu transporte para o destino final, que assim como os subprodutos do tratamento preliminar, também é encaminhado para o aterro sanitário do município.

A ETE, inaugurada no ano de 2003, dispunha de oito RAFA's. Após reforma de ampliação, que durou sete anos, foi reinaugurada em 2012, contando com mais quatro RAFA's constituídos de aço com revestimento epóxi, com capacidade de 5.400m^3 cada e 70% de eficiência projetada para remoção de matéria orgânica, que a possibilitaram tratar o esgoto de até um milhão e cinquenta mil habitantes (DMAE, 2011).

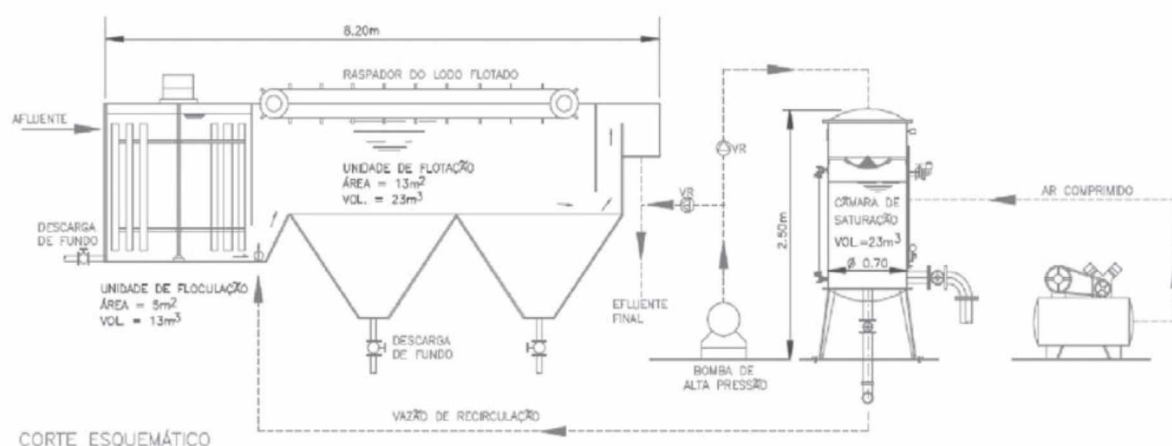
A terceira e última etapa (Tratamento Terciário ou Final) consiste de um canal de flotação de 150 metros de comprimento baseado na aplicação de um coagulante/floculante catiônico de baixo peso molecular (Policloreto de Alumínio – PAC) e ingestão de microbolhas, que agindo simultaneamente fazem com que o lodo não removido nos reatores, fiquem sobrenadantes e aglomerados, facilitando a sua extração do efluente tratado. Também é nessa etapa em que a maior parte dos nutrientes, como o fósforo e o nitrogênio amoniacal, são removidos, devido à aglomeração envolvendo esses nutrientes e o PAC, pelo processo de precipitação química e flotação por ar dissolvido.

Para ocorrer a digestão anaeróbia de proteínas, carboidratos e lipídios (a maior parte do material orgânico pertence a esses grupos) no interior dos reatores em biogás e lodo, é necessário a mediação de vários grupos diferentes de microrganismos. Este processo pode se dividir em quatro partes:

- Hidrólise: o material orgânico particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular pelas bactérias fermentativas. As proteínas são convertidas em aminoácidos; os carboidratos em açúcares solúveis e os lipídios em ácidos graxos de cadeia longa e glicerina.
- Acidogênese: os compostos dissolvidos, gerados pela hidrólise, são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e, após a acidogênese, excretados como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático e compostos minerais como CO₂, H₂, NH₃, H₂S, etc.
- Acetogênese: os produtos da acidogênese são convertidos em compostos que formam os substratos para produção de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.
- Metanogênese: em geral, é o passo que limita a velocidade do processo de digestão como um todo. As bactérias acetotróficas produzem metano a partir da redução do ácido acético e as bactérias hidrogenotróficas o produzem a partir do dióxido de carbono (PENETRA, 1998).

A digestão anaeróbia depende fortemente da temperatura e do pH. Na faixa de 30° a 40°C, a digestão atinge sua taxa máxima. A digestão é possível em temperaturas abaixo de 10°C, mas sua eficiência é significativamente reduzida. Já para o pH, seu valor deve ser mantido numa faixa estreita em torno do valor neutro para que a metanogênese possa ocorrer em taxas elevadas. Outros fatores que podem afetar o desempenho dos sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos sanitários são a variação de vazão, a composição química dos esgotos sanitários e a natureza de seus constituintes (proteínas, carboidratos e lipídios) (PENETRA, 1998).

Um sistema FAD é composto por uma câmara de saturação de ar e por um tanque de flotação. Como a solubilidade de ar na água decresce com o aumento da concentração de sólidos, é comum, no tratamento de esgoto, o emprego do sistema com recirculação, fazendo com que uma parte do efluente tratado retorne para a câmara de pressurização e de dissolução de ar, para que em seguida, misturada ao afluente já submetido a coagulação e floculação, seja novamente introduzida no tanque de flotação (PENETRA, 1998).



CORTE ESQUEMÁTICO

FONTE: CAMPOS *et al* (2004).

Figura 3 - FAD com recirculação.

O melhor desempenho de um sistema FAD depende do tamanho e da distribuição difusa e homogênea das microbolhas. Admite-se que o tamanho ideal das bolhas esteja compreendido entre 10 e 100 micrômetros, sendo que a maior parcela delas deve apresentar diâmetro de 50 micrômetros. Quanto menor o tamanho médio das microbolhas de ar introduzidas no canal de flotação, melhor será realizada a distribuição das bolhas e maior será a possibilidade de colisão e adesão entre elas e as partículas em suspensão. Além do tamanho das microbolhas, o dimensionamento do processo de FAD envolve também outros parâmetros como: pressão de saturação de ar, razão de recirculação, taxa de escoamento superficial, carga de aplicação de sólidos e tempo de detenção (PENETRA, 1998).

PARÂMETROS	VALORES
Relação ar/sólidos (kgAr/kgSS)	0,005 a 0,100
Pressão de saturação de ar (kPa)	200 a 480
Razão de recirculação (%)	15 a 300
Taxa de escoamento superficial (m³/m².h)	0,48 a 9,76
Carga de aplicação de sólidos (kg/m².h)	2,0 a 24,4
Tempo de detenção (min)	30

FONTE: DICK (1972), RAMALHO (1977), EPA (1975) E METCALF & EDDY (1991).

Figura 4 - Parâmetros de projeto de sistemas FAD.

4.2. Métodos

A metodologia adotada para se obter os resultados das análises de nitrogênio amoniacal e fósforo total das amostras do efluente bruto e tratado, foi através de uma solicitação protocolada na sede central do DMAE, que permite o acesso ao banco de dados já existente no Núcleo de Qualidade da ETE Uberabinha. Através desses dados, foi realizado um estudo de entrada, saída do reator e do despejo final do esgoto, a fim de mensurar a eficiência do tratamento na remoção desses elementos.

O banco de dados recuperado junto à ETE Uberabinha foi entre março de 2013 e maio de 2016, contendo assim 29 resultados de amostragem para o nitrogênio amoniacal (Apêndice A) e 20 para fósforo total (Apêndice B).

Cada amostragem apresenta a concentração dos elementos fósforo total e nitrogênio amoniacal no afluente, saída do reator e efluente final. Vale ressaltar, que em algumas amostragens não contém a análise do efluente do reator, pelo fato de não ter sido feito coleta de amostra nesse ponto neste dia.

Através do fluxograma geral de processo executado pela ETE, apresentado na Figura 5, pode-se analisar os pontos onde foram coletadas as amostras.

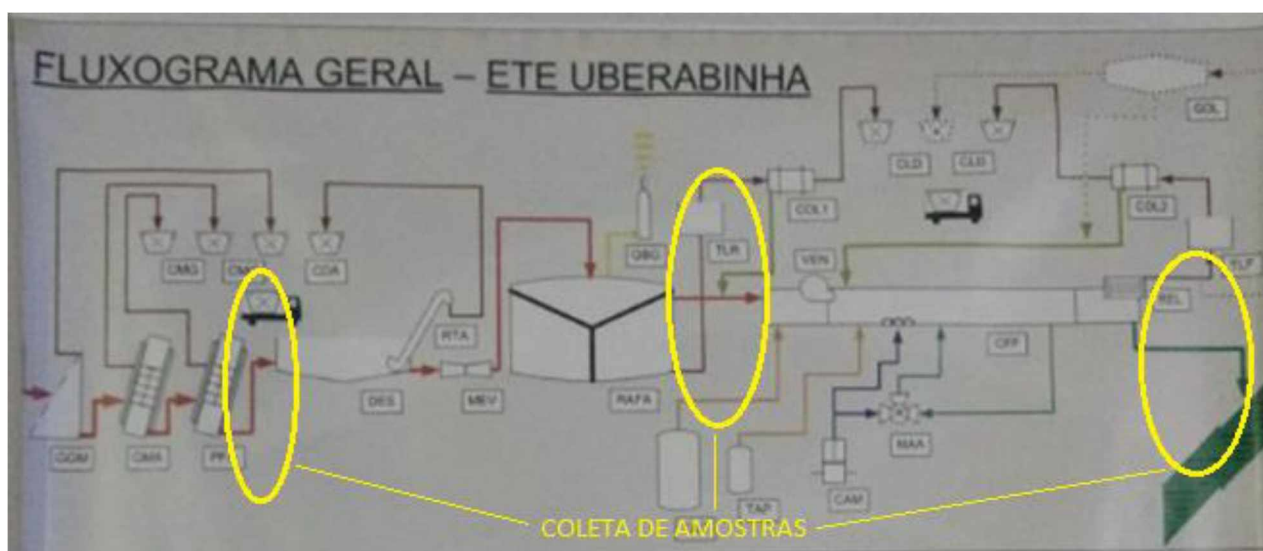


Figura 5 - Pontos de coleta das amostras - ETE Uberabinha.

O tratamento estatístico descritivo foi realizado utilizando uma planilha do Excel elaborada por von Sperling (2005).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Remoção de Fósforo

Segundo METCALF; EDDY (1991), os esgotos sanitários geralmente apresentam concentrações de fósforo entre 4 e 15mg/L. Os dados da concentração de fósforo total do esgoto bruto que chega à ETE Uberabinha no período analisado corroboram com os valores típicos citados na literatura (Apêndice B).

A série temporal da concentração do fósforo total nas três amostras analisadas é apresentada pela Figura 6. A concentração do parâmetro P-Total, no esgoto bruto, também apresentou relativa variabilidade, com desvio da média (10mg/L; Figura 7A) de 23%, sendo a concentração mínima de 6,0mg/L e a máxima de 16,12mg/L, valores próximos aos citados na literatura (METCALF e EDDY, 1991).

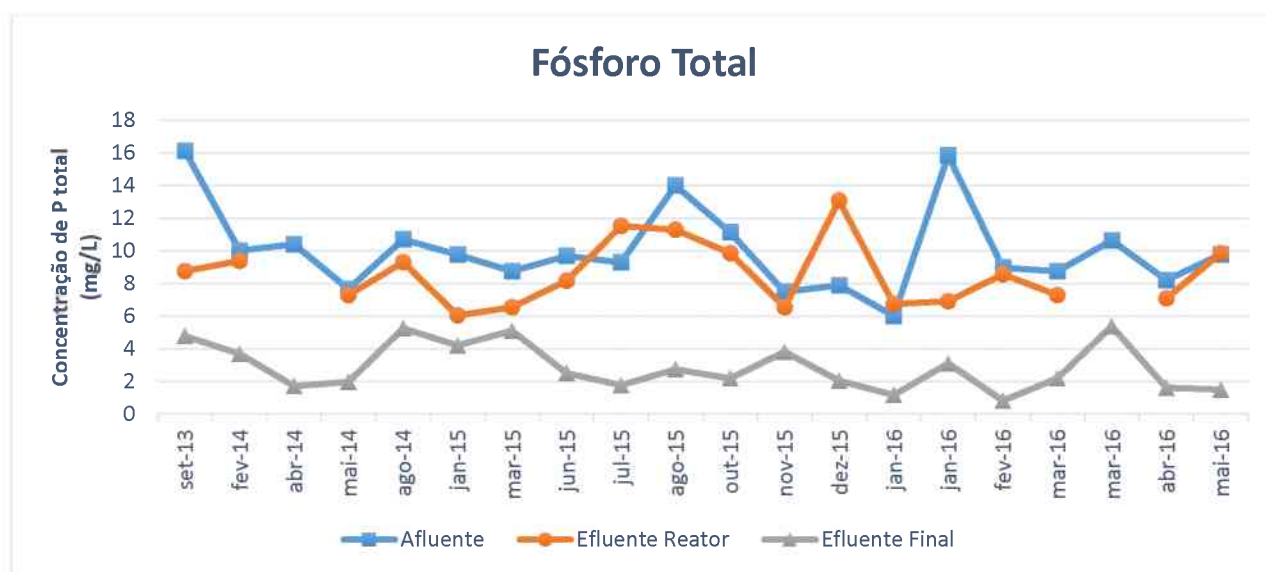


Figura 6 - Série temporal do parâmetro Fósforo total para o efluente bruto, efluente UASB e efluente final.

Devido a uma remoção gradativa ao longo do processo de tratamento (afluente, efluente do reator e final), pode-se verificar uma coerência muito maior nos resultados do fósforo, quando comparado ao nitrogênio.

A remoção do fósforo no sistema de tratamento da ETE Uberabinha ocorrerá minimamente na unidade biológica (reator UASB) pela incorporação do mesmo à

biomassa do processo (crescimento de micro-organismo) e mais efetivamente na unidade de flotação por ar dissolvido (FAD). No reator a eficiência média de remoção de fósforo total foi de 13,6%, observando em alguns períodos o acúmulo do mesmo, o que pode ser devido ao arraste de biomassa do reator. A eficiência do sistema completo (UASB+FAD) apresentou uma média de 71,2%, pouco abaixo dos dados reportados na literatura (eficiência média de 75-88%, Tabela 1), ficando compreendida entre 41,7 e 91,1%, conforme apresentado na Figura 7B.

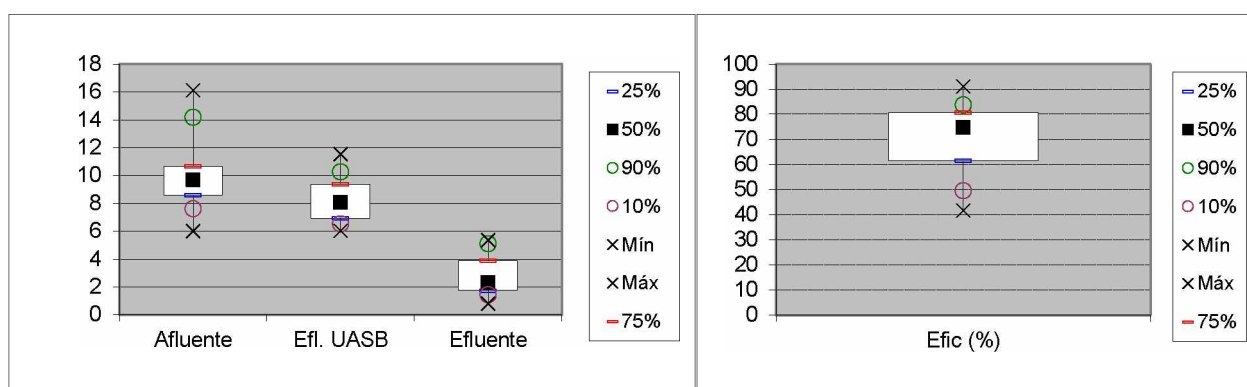


Figura 7A - Box-plot dos dados de fósforo total do esgoto bruto, efluente UASB e efluente final; 7B - Box-plot da eficiência de remoção de fósforo total.

Não existe um padrão de lançamento para o parâmetro fósforo, contudo a Resolução a Resolução do CONAMA nº430/2011 estabelece que em corpos receptores com registros de floração de cianobactérias (eutrofização) o órgão ambiental poderá definir padrões específicos, em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público.

5.2. Remoção do Nitrogênio

A série temporal do parâmetro nitrogênio amoniacal é apresentada pela Figura 8. Em função dos resultados obtidos, pode-se observar uma grande variabilidade na concentração de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto que chega à ETE, variando de 17,2mg/L a 49,3mg/L, com um desvio padrão de 25% da média (33mg/L; Figura 9A). Efluentes sanitários apresentam, normalmente, de 20 a 85mg/L de nitrogênio, das quais de 8 a 35mg/L são orgânicos e de 12 a 50mg/L apresentam-se na forma amoniacal (METCALF e EDDY, 1991), o que corrobora com os dados deste estudo.

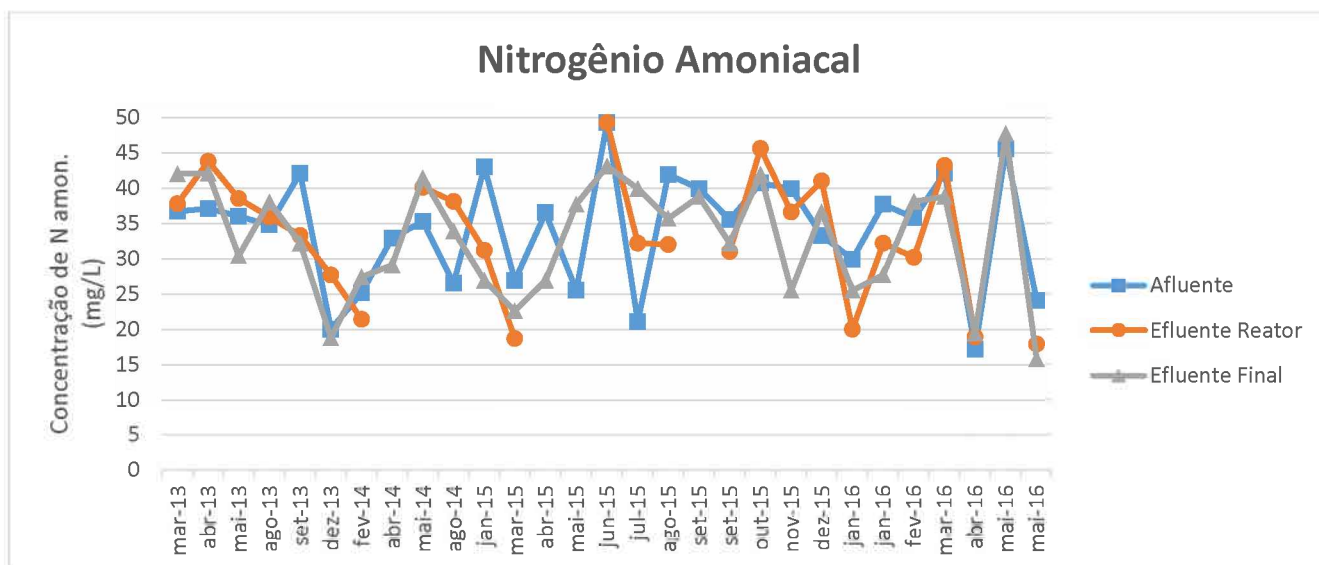


Figura 8 - Série temporal do parâmetro Nitrogênio amoniacal nas três amostras avaliadas.

No processo de tratamento biológico anaeróbio, não ocorre remoção do nitrogênio e, sim, uma transformação em sua forma química, sendo o nitrogênio orgânico convertido a nitrogênio amoniacal (amonificação; Reação 1). Portanto, a concentração de nitrogênio no efluente de reatores UASB tende a ser igual ou maior à concentração de N-NH_3 do esgoto bruto. O que pode ser observado pela análise estatística descritiva (Figura 9B), onde a concentração do N-NH_3 variou de 17,9mg/L a 49,3mg/L, apresentando uma média de 33,2mg/L.

Na avaliação do desempenho do processo para remoção de nitrogênio amoniacal observa-se o acúmulo de N-NH_3 em vários períodos de amostragem e baixas eficiências atingindo um máximo de 37,4% de remoção. A concentração do N-NH_3 no efluente final ficou compreendida entre 15,8mg/L a 47,7mg/L, com média de 33mg/L (Figura 9A), tendo um desvio da média de 23%.

Tomando como base outras literaturas, o processo de remoção de nitrogênio por FAD (adotado na ETE Uberabinha) costuma atingir uma eficiência média de 45 a 60%, quando associado ao tratamento por UASB, essa eficiência chega a até 30% (Tabela 2). Porém, através dos dados apresentados, calcula-se uma eficiência média de apenas 1,05%, atingindo um valor máximo de 37,4% em janeiro de 2015, no processo executado pela ETE Uberabinha.

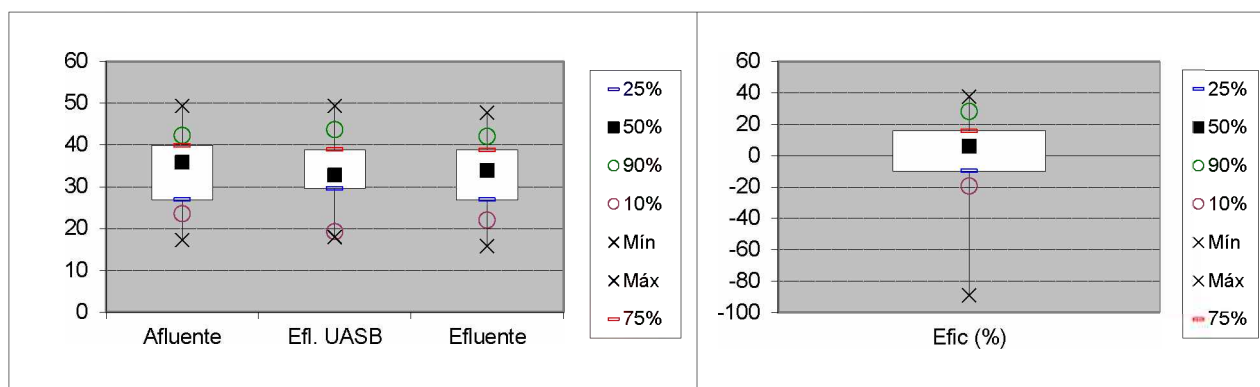


Figura 9A - Box-plot dos dados de nitrogênio amoniacal do esgoto bruto, efluente UASB e efluente final; 9B - Box-plot da eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal.

O Rio Uberabinha se enquadra na caracterização de ambiente lótico, água doce, classe 2, segundo a Resolução CONAMA 357/2005. Fica estabelecido por essa Resolução, que o limite no corpo receptor, classe 2, para o parâmetro nitrogênio amoniacal total, não poderá ultrapassar o valor de 3,7mg/L para águas de pH até 7,5. Porém, a Resolução do CONAMA nº 430/2011 que estabelece novos padrões de lançamento, retirou dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários a exigência para o nitrogênio amoniacal de efluentes domésticos, tornando-se necessário atender ao valor de 20,0mg/L, apenas efluentes de origem industrial, colocando em risco a manutenção da qualidade da água no corpo receptor.

De acordo com a Figura 10, pode-se analisar que em somente três períodos a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente final se encontrou abaixo do valor permitido pela legislação: em dezembro de 2013, abril de 2016 e maio de 2016, o que evidencia a necessidade da reformulação da lei para novos padrões de lançamento, também para efluentes domésticos.

A cidade de Uberlândia, pelo *ranking* do saneamento básico das maiores cidades do Brasil dos últimos seis anos, realizado pelo Instituto Trata Brasil (TRATA BRASIL, 2017), ocupou as três primeiras colocações nos anos de 2011 (1º lugar), 2014 (3º lugar), 2015 (2º lugar) e 2016 (3º lugar), ficando apenas em 6º em 2012 e 9º em 2013, o que mostra um excelente serviço de saneamento, comparado ao restante do país. Contudo, pode-se observar na Figura 9 que os fatores responsáveis pela classificação não envolvem a qualidade do tratamento de efluente realizado pelas ETE's, o que mascara a real situação, na qual o meio ambiente se encontra.

[illegible]

Figura 11 - Ranking do Saneamento - As 100 maiores cidades do Brasil (SNIS 2011). Fonte: Instituto Trata Brasil

6. CONCLUSÃO

Como previsto em pesquisas similares sobre a eficiência de outras estações de tratamento de efluentes, na ETE Uberabinha o método de remoção por flotação por ar dissolvido (FAD) se mostrou mais eficiente para o fósforo total do que para o nitrogênio amoniacal. Isso se dá pelo fato de que o nitrogênio presente nas bactérias dos reatores, é bastante solúvel em ambiente aquoso, sendo mais facilmente associada ao efluente do que ao material particulado (lodo) que será removido posteriormente, diferentemente do que ocorre com o fósforo, o qual se aglomera com a matéria orgânica.

Pela Resolução do CONAMA 430/11 para sistemas de tratamento de esgotos sanitários não é aplicado o limite de $20\text{mgNH}_3/\text{L}$, sendo este é exigível apenas para efluentes industriais. Contudo, sendo um valor limite para que não ocorra a degradação do corpo receptor, pondera-se que o mesmo padrão de lançamento deveria ser adotado para sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Mesmo contendo uma unidade de tratamento terciário, a ETE Uberabinha, não atingiu o limite estabelecido para efluentes, lançando em um corpo de água, classe 2, valores acima de $30\text{mgNH}_3/\text{L}$. Portanto, a elaboração de uma nova alternativa para remoção de nitrogênio, como a biológica, ou até mesmo uma otimização no processo de FAD se faz necessária, o que também iria favorecer a remoção de fósforo.

APÊNDICE A – Dados da concentração de Nitrogênio amoniacal nas unidades da ETE

Data	Afluente (mg/L)	Saída Reator (mg/L)	Efluente Final (mg/L)
Mar/13	36,7	37,8	42,0
Abr/13	37,1	43,8	42,1
Mai/13	36,0	38,5	30,4
Ago/13	34,8	35,9	38,0
Set/13	42,1	33,3	32,2
Dez/13	20,0	27,7	18,8
Fev/14	25,2	21,4	27,4
Abr/14	32,9	-	29,1
Mai/14	35,3	40,1	41,4
Ago/14	26,5	38,1	33,9
Jan/15	43,0	31,2	26,9
Mar/15	26,9	18,7	22,6
Abr/15	36,5	-	26,9
Mai/15	25,5	-	37,7
Jun/15	49,3	49,3	43,1
Jul/15	21,1	32,2	39,9
Ago/15	41,9	32,0	35,7
Set/15	39,9	-	38,8
Set/15	35,5	31,0	32,2
Out/15	40,7	45,6	41,9
Nov/15	39,9	36,6	25,5
Dez/15	33,3	41,0	36,6
Jan/16	29,9	20,0	25,5
Jan/16	37,7	32,2	27,7
Fev/16	35,8	30,2	38,1
Mar/16	42,1	43,2	38,8
Abr/16	17,2	18,9	19,4
Mai/16	45,5	-	47,7
Mai/16	24,1	17,9	15,8

APÊNDICE B – Dados da concentração de fósforo nas unidades da ETE

Data	Afluente (mg/L)	Saída Reator (mg/L)	Efluente Final (mg/L)
Set/13	16,12	8,74	4,76
Fev/14	10,00	9,38	3,68
Abr/14	10,40	-	1,70
Mai/14	7,64	7,28	1,96
Ago/14	10,70	9,30	5,24
Jan/15	9,75	6,03	4,20
Mar/15	8,75	6,53	5,10
Jun/15	9,68	8,16	2,48
Jul/15	9,28	11,52	1,76
Ago/15	14,00	11,28	2,72
Out/15	11,12	9,84	2,16
Nov/15	7,48	6,52	3,8
Dez/15	7,88	13,08	2,04
Jan/16	6,00	6,72	1,15
Jan/16	15,84	6,90	3,10
Fev/16	8,96	8,56	0,80
Mar/16	8,72	7,28	2,16
Mar/16	10,64	-	5,36
Abr/16	8,20	7,08	1,60
Mai/16	9,76	9,84	1,48

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Oceano química. Disponível em: <<http://www.oceanoquimica.xpg.com.br/fosforo.htm>>. Acesso em: jun. 2017.

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução-RDC nº 40, de 5 de junho de 2008.** Disponível em: <<portal.anvisa.gov.br/wps/wcm/connect/1e808a8047fe1527bc0dbe9f306e0947/RDC+40.2008.pdf?MOD=AJPERES>>. Acesso em: outubro 2015.

ASSUNÇÃO, F. A. L. D. Estudo na remoção de nitrogênio, com ênfase na volatilização de amônia, em lagoas de polimento de efluentes de reatores UASB tratando esgotos urbanos de Belo Horizonte/MG, Belo Horizonte, 2009.

BEAL, L. L.; MONTEGGIA, L. O.; GIUSTINA, S. V. D. Otimização de uma estação de tratamento de efluentes de uma indústria de embalagens de papel, Rio de Janeiro, v. 11, Julho 2006.

CARVALHO, F. **Cola da Web - Trabalhos escolares**, 2005. Disponível em: <<http://www.coladaweb.com/biologia/bioquimica/ciclo-do-fosforo>>. Acesso em: jun. 2017.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res_35705.pdf>. Acesso em: outubro 2015.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: outubro 2015.

COSTA, R. H. R. D.; MEDRI, W.; PERDOMO, C. C. Otimização do sistema de tratamento: decantador de palhetas e lagoas anaeróbias, facultativa e de aguapés de dejetos suínos, Concórdia, abril 1997.

DMAE. Departamento Municipal de Água e Esgoto. **Esgoto**, 2011. Disponível em: <<http://www.dmae.mg.gov.br/?pagina=Conteudo&id=767>>. Acesso em: setembro 2015.

ECYCLE, 2015. Disponível em: <<http://www.ecycle.com.br/component/content/article/63-meio-ambiente/2352-o-que-sao-sufactantes-conheca-composicao-usos-impactos-e-alternativas.html>>. Acesso em: outubro 2015.

GONÇALVES, E. M. **Avaliação da Qualidade da Água do Rio Uberabinha**, Rio de Janeiro, Agosto 2009. (Dissertação de Mestrado).

JEAN ROGER BOMBONATTO DANELON, F. M. D. L. N. S. C. R. Análise do nível de fósforo total, nitrogênio amoniacal e cloretos nas águas do córrego Terra Branca no município de Uberlândia (MG). **Revista Geonorte**, v. 1, n. 4, p. 412-421, 2012.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 3ª. ed. New York: Mc Graw Hill, 1991.

METCALF; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução de Ivanildo Hespanhol e José Carlos Mierzwa. 5ª. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MOTA, F. S. B.; SPERLING, M. V. **Nutrientes de esgoto sanitários: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

NBR 10738. "Água - Determinação de Surfactantes Aniônicos - Método do azul de metileno". [S.l.]: [s.n.].

NELSON, D. L.; COX, M. M. **Lehninger - Principles of Biochemistry**. 3rd. ed. United States of America: Worth Publishers, 2000.

PENETRA, R. G. Pós-tratamento físico-químico por flotação de efluentes de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB), São Carlos, 1998.

PIRES, D. P.; SILVA, F. H. B. T. D.; MONTEIRO, C. A. B. Avaliação da eficiência da estação de tratamento de esgoto ETE - Alegria, Teresina, Setembro 2015.

QUEVEDO, C. M. G. D.; PAGANINI, W. D. S. Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública. **Ciência e Saúde Coletiva**, São Paulo, janeiro 2010.

ROCHA, C. **Eutrofização**, 2009. Disponível em: <<http://www.infoescola.com/ecologia/eutrofizacao/>>. Acesso em: outubro 2015.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering**. 4ª. ed. New York: Company, McGraw-Hill Book, 1994. 658 p.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª. ed. Belo Horizonte: [s.n.], v. 1, 2005.

SPERLING, M. V. **Estudos de modelagem da qualidade da água de rios**. 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG: [s.n.], 2007.

STALGE SUNRISE. Disponível em:
<<http://www.stalgesunrise.com.br/conteudo/item/pac---policloreto-de-alumnio>>. Acesso
em: outubro 2015.

TRATA BRASIL. **Trata Brasil**. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br>>. Acesso
em: Maio 2017.